

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170027

高凡, 李玉中, 郭家选, 梅旭荣, 王敬贤, 藏淼. 农产品水足迹评价研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(7): 1071–1080

Gao F, Li Y Z, Guo J X, Mei X R, Wang J X, Zang M. A review of water footprint assessment for agricultural products[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(7): 1071–1080

## 农产品水足迹评价研究进展\*

高 凡<sup>1,2</sup>, 李玉中<sup>3</sup>, 郭家选<sup>1,2\*\*</sup>, 梅旭荣<sup>3</sup>, 王敬贤<sup>1</sup>, 藏 淼<sup>1</sup>

(1. 农业应用新技术北京市重点实验室/北京农学院资源与环境系 北京 102206; 2. 北京林果业生态环境功能提升协同创新中心 北京 102206; 3. 农业部旱作节水农业重点实验室/中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所 北京 100081)

**摘 要:** 水足迹是消费者或生产者直接或间接使用水资源量的衡量指标, 并被广泛应用于全球或区域虚拟水贸易分析研究。本文从全球、国家或地区等不同空间尺度对农产品水足迹评价研究进行了比较全面的综述。近十几年来, 农产品水足迹研究从 2008 年以前的全球农产品贸易虚拟水量分析评价为主, 转向 2009 年以后国家或地区空间尺度的农产品形成过程中所消耗的直接和间接水量的详细核算研究为核心。水足迹评价具有明显的空间分布特征, 为了获取准确、全面客观的农产品生产水足迹信息, 必须要考虑区域地理特征、土壤理化特性、气候变化、生产技术及污染物生态毒性等因素的影响。水资源管理决策制定时应综合考虑农产品绿水、蓝水和灰水足迹, 因为农产品的蓝水足迹表征了社会淡水资源的直接消耗, 对国际贸易决策制定具有重要意义, 而农产品灰水足迹评价则更明确地反映了农业生产对环境的影响程度。实现全球或区域农业水资源保护与可持续利用, 不仅要提高农业生产水资源利用效率, 还应该调整农业生产结构、农产品虚拟水贸易的模式和方向, 减少农产品流通过程和饮食消费的水资源浪费。

**关键词:** 农产品; 水足迹; 绿水; 蓝水; 灰水

**中图分类号:** TV213.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2017)07-1071-10

## A review of water footprint assessment for agricultural products\*

GAO Fan<sup>1,2</sup>, LI Yuzhong<sup>3</sup>, GUO Jiaxuan<sup>1,2\*\*</sup>, MEI Xurong<sup>3</sup>, WANG Jingxian<sup>1</sup>, ZANG Miao<sup>1</sup>

(1. Beijing Key Laboratory for Agricultural Application and New Technique / Department of Resources and Environment, Beijing University of Agriculture, Beijing 102206, China; 2. Beijing Collaborative Innovation Center for Eco-environmental Improvement with Forestry and Fruit Trees, Beijing 102206, China; 3. Key Laboratory for Dryland Agriculture, Ministry of Agriculture / Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

**Abstract:** Water footprint (WF) is an indicator for both direct (domestic water use) and indirect (water required for industrial and agricultural production) water use of a consumer or producer. It has also been widely used in the analysis of global or regional virtual water trade. In the last decade, assessment of WF has been the focus of the footprint of rapid development. WF has three components (green, blue and grey water). This paper discussed a comprehensive review of the assessment of WF for agricultural products at different spatial scales, including global, regional and country scales. The main goal of the assessment

\* 国家自然科学基金项目(31471837, 41473004)、科技创新服务能力建设-协同创新中心-林果业生态环境功能提升协同创新中心(2011 协同创新中心)(市级)(PXM2017\_014207\_000043)资助

\*\* 通讯作者: 郭家选, 主要从事农业水资源利用研究。E-mail: guojiaxuangujx@163.com

高凡, 主要从事水生态与水环境研究。E-mail: gaofan@buaa.edu.cn

收稿日期: 2017-01-09 接受日期: 2017-02-21

\* This study was funded by the National Natural Science Foundation of China (31471837, 41473004) and the Beijing Municipal Education Commission (CEFF-PXM2017\_014207\_000043).

\*\* Corresponding author, E-mail: guojiaxuangujx@163.com

Received Jan. 9, 2017; accepted Feb. 21, 2017

of agricultural WF before 2008 was to determine global virtual water trade via agricultural products. However, the goal shifted to the rigorously quantification of three components for specific agricultural products and in specific geographical areas after 2009. As the assessment of WF has obvious spatial distribution characteristics, it was necessary to consider the influence of regional geographical characteristics, soil physical and chemical properties, climate change, as well as production technology and ecological toxicity of pollutants for building accurate, comprehensive and objective information on the WF of agricultural products. It was also necessary to take into account green water, blue water and gray water footprints for agricultural products in decision making on water resources management. This was because blue WF for agricultural products represented the direct consumption of freshwater resources, which was critical in decisions on international water trade market. The grey WF for agricultural products more clearly reflected the effect of agricultural production on the environment. In order to reach global or regional objectives on water resources conservation and sustainable utilization, not only the utilization efficiency of water resources in agricultural production needed improvement, but also the structure of agricultural production and both pattern and direction of virtual water trade for agricultural products needed adjustment. Furthermore, it was necessary to reduce waste of water resources in agricultural product cycle and food consumption.

**Keywords:** Agricultural product; Water footprint; Green water; Blue water; Grey water

随着全球人口的持续增长及社会经济的快速发展,人类对可利用淡水资源的需求量迅速增长,加大了水资源的供给压力,水资源缺乏已成为人类社会可持续发展的瓶颈因素。因此,提高水资源利用效率、优化水资源配置、制定水资源长期可持续利用规划决策,尤其是评价人类对水资源的利用消耗情况已成为各国科学家研究的热点问题。水足迹概念<sup>[1]</sup>的提出及水足迹评价为水资源的利用消耗情况核算提供了切实可行的方法。目前,国内外学者对于水足迹评价方法是否可以准确地核算产品或服务的水资源消耗情况还有较大争议<sup>[2-5]</sup>,但是基于WOS(Web of Science)和CNKI(中国知网)的文献检索与分析结果表明,自2002年水足迹概念和方法提出后,近十几年来国内外研究人员已从全球<sup>[6-9]</sup>、国家<sup>[4,10-13]</sup>或地区<sup>[14-22]</sup>等不同空间尺度对生产者和消费者、社会或个人、直接或间接消耗的淡水资源量、水资源可持续利用开展了大量研究。尽管涉及农产品水足迹核算的研究报道较少,但是自2008年以来不同空间尺度的农产品生产水足迹研究受到越来越多科学家的关注。根据水足迹评价指标,全球淡水资源消耗量的91%被用于农业生产<sup>[23]</sup>,而在我国水资源压力最为严重的河北省,96.35%的水资源消耗量用于农业生产<sup>[19]</sup>。因此,农业生产水足迹评价研究对于科学制定国家或区域性水资源管理策略具有重要意义。

中国是农业大国,也是世界上水资源严重匮乏的区域之一<sup>[24]</sup>,目前,农产品水足迹评价及其虚拟水贸易研究已引起我国科学家的广泛关注<sup>[2,18-22]</sup>。基于农业生产是全球淡水资源消耗的主要部门,并且农产品产量和品质受水分胁迫的影响较大<sup>[25-26]</sup>,本文在概述粮食作物、蔬菜、水果等农产品水足迹及其虚

拟水贸易核算国内外研究现状的基础上,从全球、不同国家或地区的空间尺度分析了农产品水足迹核算结果的真实性和重要性,总结了农产品水足迹评价研究及其方法的局限性,并对其下一步的研究进行了展望。

## 1 农作物生产水足迹核算方法

### 1.1 水足迹定义

水足迹是衡量水消耗和水污染的体积指标<sup>[1]</sup>,具体是指某一区域范围内(一个国家、一个地区或一个人)在一定时间内消费的所有产品和服务所需要的直接和间接的水资源总量。水足迹评价对象包括蓝水足迹、绿水足迹和灰水足迹3个部分,一方面包含了储存在河流、湖泊、湿地以及浅层地下水层中的蓝水资源(即蓝水足迹),还包括储存在非饱和土壤层中并通过植被蒸散而消耗的绿水资源(即绿水足迹),以及由于污染所引起的“灰水足迹”。

### 1.2 作物水足迹核算方法

作物生长期内的水足迹包括绿水、蓝水和灰水足迹。“绿水”消耗是指作物生长期田间总雨水蒸散量;“蓝水”消耗是指作物田间灌溉的蒸散量。农作物产品水足迹主要根据作物需水量、生育期降水量和灌溉水量等信息,利用Cropwat模型估算<sup>[27]</sup>或田间试验数据信息进行核算,并通过公式(1)-(3)估算作物生长过程中消耗的绿水、蓝水和灰水足迹。

$$WF_{\text{proc,green}} = CWU_{\text{green}} / Y \quad (1)$$

$$WF_{\text{proc,blue}} = CWU_{\text{blue}} / Y \quad (2)$$

$$WF_{\text{proc,gray}} = \frac{(\alpha \times AR) / (C_{\text{max}} - C_{\text{nat}})}{Y} \quad (3)$$

式中:  $WF_{proc,green}$ 、 $WF_{proc,blue}$ 、 $WF_{proc,gray}$  分别为作物生长期间消耗的绿水足迹、蓝水足迹和灰水足迹,  $m^3 \cdot t^{-1}$ ;  $CWU_{green}$ 、 $CWU_{blue}$  分别为作物生长过程中“绿水”消耗和“蓝水”消耗, 即作物生长期间田间总雨水蒸散量和用于田间灌溉的蒸散量,  $m^3 \cdot hm^{-2}$ ;  $Y$  为作物产量,  $t \cdot hm^{-2}$ ;  $AR$  为每公顷土地施入的化肥量,  $kg \cdot hm^{-2}$ ;  $\alpha$  为淋溶率, 即进入水体的污染量占总化学物质施用量的比例, 通常为 10%;  $C_{max}$  为污染物最大容许浓度,  $kg \cdot m^{-3}$ ;  $C_{nat}$  为污染物的自然本底浓度,  $kg \cdot m^{-3}$ 。

污染物通常包括化肥(N、P 等)、除草剂和杀虫剂。计算时只需考虑进入淡水体的“废水流”, 通常指土壤中施用化肥或杀虫剂进入水体的比例。一般来说, 只需计算最关键的污染物, 即产生最大灰水足迹的污染物。

另外, 上述公式中作物生长过程中消耗的绿水总量和蓝水总量按照公式(4)-(5)分别计算:

$$CWU_{green} = 10 \times \sum_{d=1}^{lgp} ET_{green} \quad (4)$$

$$CWU_{blue} = 10 \times \sum_{d=1}^{lgp} ET_{blue} \quad (5)$$

式中:  $ET_{green}$  为绿水蒸散量, mm;  $ET_{blue}$  为蓝水蒸散量, mm;  $lgp$  表示作物生长期的长度, 以日计算; 常量因子 10 是将水的深度(mm)转化为单位陆地面积水量( $m^3 \cdot hm^{-2}$ )的转化系数。

作物绿水和蓝水消耗量通常基于作物需水量法进行估算, 根据在特定气候条件下的作物生长期需水量(CWR, mm)、同期的有效降水量( $P_{eff}$ , mm)和灌溉需水量(IR, mm)数据信息, 采用公式(6)-(8)确定作物的绿水和蓝水消耗量。

$$IR = \max(0, CWR - P_{eff}) \quad (6)$$

$$ET_{green} = \min(ET_c, P_{eff}) \quad (7)$$

$$ET_{blue} = \max(0, ET_c - P_{eff}) \quad (8)$$

式中:  $ET_c$  为作物总蒸散量, mm; CWR 为作物需水量, mm; IR 为作物灌溉需水量, mm。作物需水量根据 Penman-Monteith 模式[公式(9)]估算的参考作物生长期日蒸散量累加值和作物系数法[公式(10)]计算<sup>[28]</sup>, 作物灌溉需水量由作物需水量和有效降水量的差值计算(即相当于作物的水分亏缺程度)。如果有效降水量大于作物需水量, 灌溉需水量等于 0。作物的绿水蒸散量, 即降水蒸散量, 为作物总蒸散量( $ET_c$ )与有效降水量( $P_{eff}$ )二者中的较小值; 蓝水蒸散量, 即农田

灌溉用水蒸散量, 等于作物总蒸散量( $ET_c$ )减去有效降水量( $P_{eff}$ ), 但当有效降水量超过作物蒸散发量时, 其值为 0。

$$ET_{0-PM} = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \frac{900\gamma u_2(e_s - e_a)}{T + 273}}{\Delta + \gamma(1 + 0.34u_2)} \quad (9)$$

$$ET_c = K_c \times ET_{0-PM} \quad (10)$$

式中:  $ET_{0-PM}$  为根据 Penman-Monteith 估算的参考作物日蒸散总量,  $mm \cdot d^{-1}$ ;  $(R_n - G)$  为日可供能量总量,  $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ;  $R_n$  为日净辐射总量,  $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ;  $G$  为日土壤热通量总量,  $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ;  $\gamma$  为干湿表常数,  $kPa \cdot ^\circ C^{-1}$ ;  $\Delta$  为温度饱和水汽压斜率,  $kPa \cdot ^\circ C^{-1}$ ;  $e_s$  和  $e_a$  分别为空气饱和水汽压(hPa)和实际水汽压(hPa);  $T$  为日平均气温,  $^\circ C$ ;  $u_2$  为 2 m 高度处的日平均风速,  $m \cdot s^{-1}$ ;  $K_c$  为作物系数。

干旱农业条件下作物生长期蓝水蒸散量为 0(mm), 作物实际耗水量( $ET_a$ )即为绿水蒸散量( $ET_{green}$ , mm), 根据公式(7)进行估算, 而蓝水足迹根据公式(11)进行估算。

$$WF_b = \frac{-D \times 10}{Y} \quad (11)$$

式中:  $WF_b$  为干旱农业条件下蓝水足迹;  $D$  为渗漏量, mm。

设施内作物生长期水足迹包括蓝水足迹和灰水足迹两部分。设施内水分消耗即为蓝水蒸散量, 可以根据设施内土壤水量平衡原理[公式(12)]计算蓝水蒸散发量。

$$ET = I + \Delta W - D \quad (12)$$

一般情况下, 设施内地势平坦, 不易发生地表灌溉水径流问题, 因此在估算设施作物蓝水耗水量时忽略该部分的影响作用。

## 2 农业水足迹评价研究现状

水足迹是消费者或生产者直接或间接使用水资源量的衡量指标, 并被广泛应用于国际或区域虚拟水贸易分析研究。近十几年来, 国内外水足迹评价(含虚拟水贸易)的研究报道均呈快速增加趋势。基于 WOS 数据库, 以“Water Footprint”为关键词开展检索, 1996 年 1 月到 2016 年 12 月期间共检索到 3 800 篇水足迹评价的英文文献(图 1a); 基于 CNKI 数据库, 以“水足迹”为关键词开展检索, 1996 年 1 月到 2016 年 12 月期间共检索到 1 436 篇水足迹评价的中文文献(图 1b)。所有检索出的文献被进一步分类检索, 基于 WOS 数据库检索到农业水足

迹研究英文文献 240 篇, 占有水足迹研究英文文献的 6%, 基于 CNKI 数据库检索到农业水足迹研究中文文献 493 篇, 占有中文文献的 34.3%。基于 WOS 数据库, 我们以国家为标准进行分类检索, 中国的农产品水足迹研究报道仅次于美国, 约占 15.4%(图 2), 这表明农业生产及农产品水足迹及虚拟水贸易研究已得到我国科学家的广泛关注。此外, 通过 WOS 数据库的检索发现, 2008 年以前的农业水足迹核算研究主要是全球尺度的农产品水足迹评价研究, 且关注的重点是农作物的输入输出贸易虚拟水核算研究<sup>[25]</sup>。随着水足迹核算方法、区域

气候变化特征和地方生产决策等因素对农业水足迹评价研究影响的进一步加大, 2009 年以后, 开展国家或地区空间尺度内种植作物的农产品水足迹详细核算研究越来越多, 甚至是基于长期田间定位试验方法对农产品水足迹的评价研究也得到了重视<sup>[29]</sup>。邹君等<sup>[30]</sup>于 2010 年对全国空间尺度内的单一或几种种植作物的农产品水足迹进行了详细核算研究。总体来说, 尽管与其他行业部门的水足迹评价研究相比, 关于农业或农产品水足迹核算研究的报道相对较少, 但是在近几年也获得了快速发展。

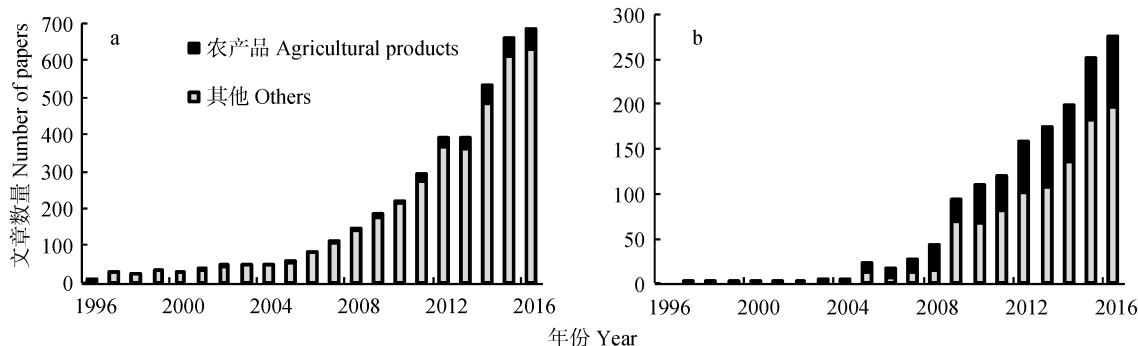


图 1 1996—2016 年期间水足迹研究的外文(Web of Science) (a)和中文(CNKI) (b)文献

Fig. 1 Number of papers on water footprint from 1996 to 2016 by Web of Science (a) and CNKI (b)

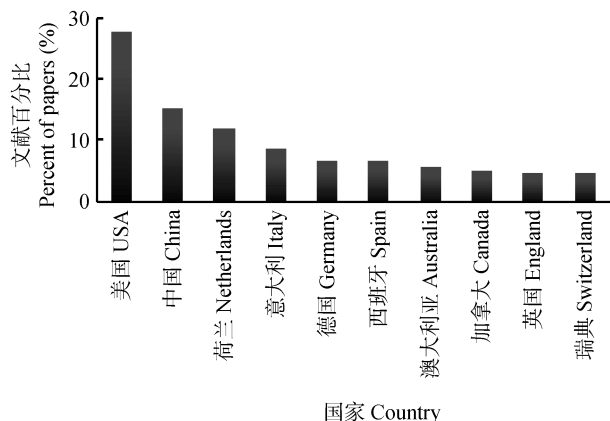


图 2 不同国家农产品水足迹研究的文献报道 (Web of Science)

Fig. 2 Percent of papers on water footprint for agricultural products from different countries (by Web of Science)

## 2.1 全球空间尺度农业水足迹

Hoekstra 和 Hung 于 2002 年首次开展了全球尺度下几种主要农产品的水分消耗评价研究<sup>[1]</sup>, 但该研究没有单独核算农产品的绿水、蓝水和灰水足迹<sup>[25]</sup>。此后, Hoekstra 研究团队和其他研究人员对全球尺度的农产品水足迹又开展了一系列的研究<sup>[1,4,8-9,23,31-36]</sup>, 并指出 1997—2001 年期间全球农产品的水消耗量为  $6\,390\text{ Gm}^3\cdot\text{a}^{-1}$ 。此外, 农作物的虚拟水消耗量远低于

养殖业产品<sup>[1,4,32-36]</sup>。玉米(*Zea mays* L.)、小麦(*Triticum aestivum* L.)和水稻(*Oryza sativa* L.)的全球平均水足迹分别为  $900\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$ 、 $1\,300\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$  和  $3\,000\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$ , 而鸡肉、猪肉和牛肉的全球平均水足迹分别为  $3\,900\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$ 、 $4\,900\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$  和  $15\,500\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$ <sup>[23]</sup>。不同国家或地区在地理、气候、生产技术水平 and 产量等方面存在着较大差异, 因此, 关于农产品的全球平均水足迹估算结果难以真实反映不同国家或地区的实际情况。例如, 传统养殖模式下牛奶的水足迹为  $1\,422\text{ m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ , 而有机养殖模式下牛奶的水足迹为  $1\,510\text{ m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[35]</sup>, 又如西班牙猪肉生产和加工过程的水足迹为  $195\text{ 亿 m}^3\cdot\text{a}^{-1}$ , 绿水、蓝水和灰水足迹分别占 82%、8%和 10%<sup>[37]</sup>, 其与全球平均水足迹的核算方法及核算值都有明显差异。

不同国家或地区间的产品虚拟水贸易, 增强了贫水国家或地区对富水国家或地区的依赖性, 缓解了贫水国家或地区的淡水资源枯竭问题, 实现了全球或国家内部的水资源节约<sup>[38]</sup>。全球 16% 的水足迹来自产品的外部市场贸易<sup>[7]</sup>, 基于嵌入产品的虚拟水贸易分析研究, 改善虚拟水贸易分布方式, 全球每年可以节约用水  $222\text{ Gm}^3\cdot\text{a}^{-1}$ 。干旱半干旱气候国家(摩洛哥)与湿润气候国家(荷兰)之间商品和服务



贸易的水足迹评价研究结果发现, 全球从高水分生产力向低水分生产力国家或地区进行产品虚拟水国际贸易活动可以节约水资源  $6.4 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$  [10]; 然而, 外部虚拟水贸易的节水也存在许多不利因素和风险问题, 如粮食的自给率降低、农业部门雇工减少和输出-输入产量的环境影响增加等 [3]。

不同种植业农产品生产水足迹存在较大差异, 高空间分辨率下主要作物农产品生产过程水足迹的系列研究结果显示, 玉米水足迹最低, 为  $1\,222 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ , 小麦水足迹最高, 为  $1\,827 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ , 水稻水足迹为  $1\,644 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ , 接近所有农作物的平均值 [27,39-40]。此外, 含糖农作物和蔬菜的水足迹较低, 分别为  $200 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  和  $300 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ ; 果树和油料作物的水足迹较高, 分别为  $1\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  和  $2\,400 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ ; 豆类、香料和坚果类植物的水足迹最高, 介于  $4\,000 \sim 9\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ 。

1996—2005 年间全球水足迹为  $9\,087 \text{ Gm}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 其中绿水足迹占 74%、蓝水足迹占 11%、灰水足迹占 15% [41]。农业生产水足迹占全球水足迹总量的 91%, 其中农作物生产水足迹的耗水量最大, 例如全球小麦生产平均水足迹为  $1\,088 \text{ Gm}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 绿水足迹占 70%、蓝水足迹占 19%、灰水足迹占 11% [41]。

## 2.2 国家或地区空间尺度农业水足迹

近年来国内外科研人员对国家或地区空间尺度棉花 (*Gossypium hirsutum* L.)、水稻和马铃薯 (*Solanum tuberosum* L.) 等主要农作物生产水足迹评价进行了广泛研究。棉花生产水足迹(含灰水足迹)核算的研究表明 15 个棉花主产国的棉花生产平均水足迹大约为  $9\,800 \text{ Gm}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 其中, 美国的棉花生产水足迹最低, 并且除中国和美国以外, 大部分国家为水消耗密集型的棉花生产国; 此外, 巴西的蓝水足迹较低, 可能是因为其绿水资源充沛 [31]。

印度尼西亚农作物水消耗占该国水消耗总量的 86%, 按照美国 US-EPA(2005)标准中的氮限定标准进行灰水足迹的计算, 咖啡 (*Coffea* sp.) 的水足迹最大, 为  $22\,907 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (96%绿水, 0 蓝水和 4%灰水), 其次是可可树 (*Theobroma cacao* L.), 其水足迹为  $9\,414 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (94%绿水, 0%蓝水和 6%灰水) [31], 木薯 (*Manihot esculenta* Crantz) 的水足迹最小, 为  $514 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ 。然而, 如果综合考虑印度尼西亚农作物的栽培面积, 则水稻的水足迹最高, 为  $3\,473 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (73%绿水、21%蓝水和 6%灰水) [31]。泰国油棕 (*Elaeis guineensis* Jacq.) 平均水足迹为  $1\,063 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ , 蓝水、绿水和灰水分别占 68%、18%和 14%, 油棕生产过程直接消耗的蓝水相对较低 [42], 但其虚拟水流最大 [43]。此外, 荷兰咖啡与茶 [*Camellia sinensis* (L.) O. Ktze.] 的生产与消费水足

迹分别为  $140 \text{ dm}^3 \cdot \text{杯}^{-1}$  和  $34 \text{ dm}^3 \cdot \text{杯}^{-1}$  [44-45]。

英国马铃薯生产水足迹平均值为  $75 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (85%绿水, 15%蓝水) [15], 突尼斯的马铃薯水足迹为  $260 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (50%绿水、42%蓝水和 8%灰水) [46], 阿根廷马铃薯水足迹为  $324 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (56%绿水和蓝水, 44%的灰水) [47], 中国甘薯 [*Dioscorea esculenta* (Lour.) Burkill] 水足迹为  $823 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (59%绿水、29%蓝水、12%灰水) [48]。我们从前述文献中发现不同国家或地区之间马铃薯水足迹具有明显差异, 这可能与当地气候条件和农业管理技术措施的不同有关。此外, 蔬菜生产水足迹评价研究主要以西红柿 (*Lycopersicon esculentum* Miller) 为主, 西班牙西红柿平均水足迹为  $81.3 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ , 其中灰水足迹为  $7.2 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  [49]。

## 2.3 中国农业水足迹

近几年来, 关于中国及不同省级区域空间尺度的农业水足迹评价已经开展了一系列的研究(图 1b, 图 3), 但主要集中于水资源贫乏地区粮食生产的水资源利用 [14,16-18,20,50-51]。基于 CNKI 检索出的农业水足迹评价论文中, 以种植业和畜牧业农产品开展的水足迹及其贸易虚拟水的研究论文占 63.2%, 基于产业部门角度的研究论文占 36.8%; 从空间尺度来看, 关于省市区域的研究论文最多, 累计占比达 51.5% (图 3a)。总体来看, 73.5% 的研究论文主要考虑了农产品的绿水和蓝水足迹, 14.7% 的研究论文全面核算了农产品的绿水、蓝水和灰水足迹, 而单独进行农产品灰水足迹的研究相对较少, 仅占约 11.8% (图 3b)。鉴于我国水资源短缺严重、农业生产水分利用效率低、农业水环境恶化且水资源浪费严重等问题, 进行农产品水足迹评价研究具有重要的科学意义。

目前, 中国灌溉农业的比例约为 67% [16], 农业生产的水资源消耗量约占水资源消耗总量的 70% [52]。河北省农业生产耗水量是我国省级行政区域中最高的, 约占河北省总用水量的 96.35% [19]。此外, 我国不同省份的可利用水资源也差异明显, 南方地区的广东省最多, 为 275 亿  $\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 北方地区的青海省最少, 仅有 27.2 亿  $\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$  [14]。在 1998—2000 年期间, 中国的平均灰水足迹为 4 814.30 亿  $\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 且经济效应是灰水足迹效率变化的主要影响因素 [53]。关于 27 种蔬菜和动物产品水足迹核算分析的研究结果显示, 中国的人均饮食消费水足迹为  $673 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 主要受水稻和猪肉产品的影响, 并且由于粮食浪费增加了  $18 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$  [17]。因此, 除了改变不合理的用水结构、减少农业水足迹外, 还应重视减少水资源的浪费和污染。

我国粮食作物小麦、玉米和水稻为对象的农产品生产水足迹评价研究结果显示水稻的水足迹最高( $1.36 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ ), 玉米的水足迹最低( $0.91 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[54]</sup>, 其中, 水稻的水足迹接近于全球平均水平( $1.325 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ )<sup>[8]</sup>, 但明显高于韩国的水稻生产水足迹( $844.502 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ )<sup>[55]</sup>, 低于印度尼西亚的水稻生产水足迹( $3.473 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ )<sup>[31]</sup>。如果仅考虑绿水和蓝水足迹, 粮食作物平均水足迹的绿水为 57%, 蓝水为 43%<sup>[16]</sup>。降水资源不足严重影响了河套灌区小麦和玉米的生产栽培及其水足迹, 然而, 随着灌溉效率的提高, 河套灌区的蓝水足迹从 1960 年的  $9.25 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$  降低到 2000 年的  $0.79 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[56]</sup>。前述研究表明蓝水消耗对农产品水足迹具有重要影响, 并且在谷类作物生产水足迹的研究中得到进一步的证实<sup>[57-58]</sup>。另外, 2005—2008 年河套地区的主要粮食作物生产水足迹为  $1.43 \sim 1.67 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ , 灰水足迹为  $0.159 \sim 0.043 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ , 并且粮食作物生产的水足迹和灰水足迹均呈逐年降低的趋势, 这可能与节水灌溉等新技术的推广有关<sup>[20]</sup>。尽管中国的玉米水足迹水平低于全球平均水平, 但在个别地区水足迹中灰水足迹比重较大, 其潜在的环境污染风险较高。例如北京玉米生产水足迹为  $868 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  (48.5%绿水、0.5%蓝水和 51.0%灰水)<sup>[48]</sup>, 表明北京地区玉米生产可能有潜在的高环境污染风险。因此, 绿水、蓝水和灰水足迹分别核算具有重要的

环境意义。

华北平原(河北、北京和天津)小麦生产水足迹为  $1.720 \times 10^{10} \text{ m}^3$  (绿水  $3.085 \times 10^9 \text{ m}^3$ 、蓝水  $1.025 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 、灰水  $3.865 \times 10^9 \text{ m}^3$ ); 玉米生产水足迹为  $1.731 \times 10^{10} \text{ m}^3$  (绿水  $1.011 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 、蓝水  $2.692 \times 10^9 \text{ m}^3$ 、灰水  $4.509 \times 10^9 \text{ m}^3$ ), 小麦和玉米生产的总水足迹为华北平原可利用水资源总量(2007 年为  $1.549 \times 10^{10} \text{ m}^3$ )的 2.2 倍<sup>[50]</sup>。因此, 要缓解目前华北平原的水资源压力, 只靠提高水资源利用效率远远不够, 调整农业生产结构才是关键所在。

基于输入输出模型对我国不同区域水足迹变化趋势进行研究, 结果显示中部地区的水足迹最大, 2002 年与 2007 年的国内不同区域虚拟水贸易方向不一致, 2002 年虚拟水净输出地区为南部沿海、中部、西北和西南地区, 而 2007 年虚拟水净输出地区为东北、西北和北京—天津地区<sup>[59]</sup>。此外, 1992—2008 年期间, 我国每年净进口粮食的虚拟水约  $2.0 \times 10^9 \text{ m}^3$ <sup>[60]</sup>。北京是我国水资源严重短缺的城市之一, 其蓝水足迹为  $4.498 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 51%为其他地区输入的虚拟水; 北京市的农产品水足迹为  $1.524 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 约 56%来自于其他地区<sup>[61]</sup>。1995—2009 年间北京市农业灰水足迹从  $9.4 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$  减少到  $5.2 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ , 降低了 45%<sup>[62]</sup>。因此, 我国农业生产不仅要提高水资源利用效率, 还应该调整虚拟水贸易模式, 实现国内水资源节约。

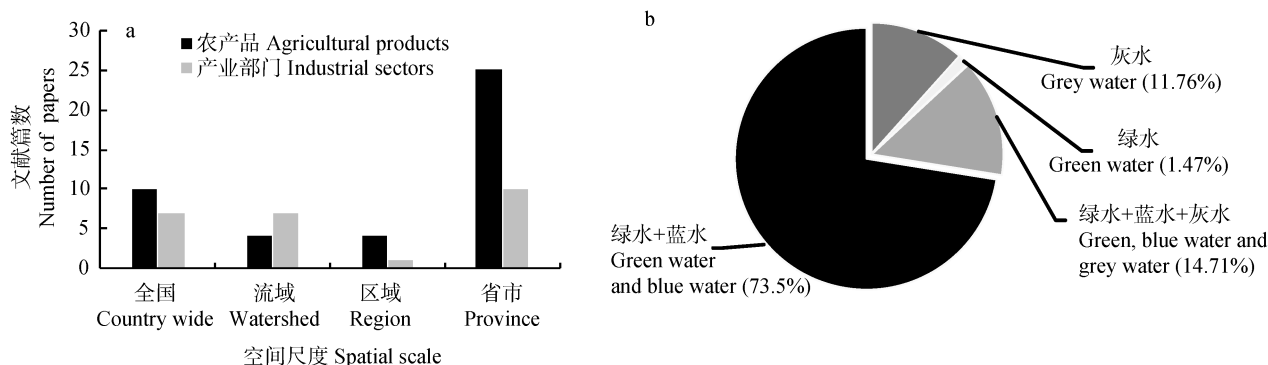


图 3 关于农业水足迹研究的不同空间尺度(a)、水足迹组成(b)国内文献报道

Fig. 3 Number of papers on water footprint for agricultural products from different spatial scale (a) and its components (b) in China

## 2.4 水果生产与消费水足迹

目前, 关于水果生产与消费水足迹核算的研究报道还较少, 基于 WOS 数据库, 从 2009 年到现在共检索到 27 篇研究论文。南非礼拜日河谷区流域内柑橘(*Citrus reticulata* Blanco)正常年份平均蓝水消耗为  $58.7 \text{ Mm}^3$ , 而在干旱年份平均蓝水消耗为  $89.2 \text{ Mm}^3$ <sup>[63]</sup>。另外, 根据生命周期评价(LCA)方法对不同国家柑橘和草莓(*Fragaria×ananassa* Duch.)生产水足迹的研究结果表明, 中国的单位产量柑橘虚拟水

消耗量最大, 然后依次是西班牙、意大利和巴西, 美国的单位产量柑橘虚拟水消耗量最小; 然而, 大部分国家单位面积的柑橘虚拟水消耗量相近, 例如中国和美国均约为  $5.000 \text{ m}^3 \cdot \text{hm}^{-2}$ 。因此, 不同国家柑橘水足迹差异的主要原因是由于单位面积产量不同造成的(中国和美国产量分别为  $7.5 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  和  $38.7 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ )。对于草莓生产来讲, 西班牙单位面积水消耗量最高, 尽管英国和波兰单位面积水消耗量接近(约为  $2.500 \text{ m}^3 \cdot \text{hm}^{-2}$ ), 但英国单位面积草莓产量较高, 所

以波兰草莓的单位产量水消耗大, 英国草莓的单位产量水消耗低<sup>[64-65]</sup>。澳大利亚年生产芒果(*Mangifera sylvatica* Roxb.) 44 692 t, 果园生产过程中平均虚拟水量为  $2\,298\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$ , 然而在农产品物流过程中存在严重损耗, 从芒果产地到家庭的产品物流过程中造成年平均  $26.7\text{ Mm}^3$  的绿水和  $16.6\text{ Mm}^3$  的蓝水浪费<sup>[66]</sup>, 由此可见, 减少农产品物流过程的损耗浪费对于缓解可用淡水资源缺乏具有重要意义。

### 3 研究局限与展望

水足迹评价结果具有明显的空间分布特征, 然而, 由于缺乏详细的空间地理特征等信息, 以往全球尺度水足迹文献研究结果不能准确地反映全球水足迹的变化情况, 存在一定的不确定性<sup>[67]</sup>, 难以作为水资源利用管理准确有效的指标<sup>[5]</sup>。因此, 为了评价人类活动对水资源的占有、水资源利用的可持续性和公平性, 未来水足迹评价必须提供明确的时间和空间信息。由于绿水、蓝水和灰水足迹的机会成本和影响不同, 全球虚拟水贸易<sup>[68]</sup>和产品生产过程中的水足迹应分别进行核算。另外, 基于虚拟水方法的农产品生产水足迹核算只考虑了水资源消耗量和污染量, 并不能直观地反映水足迹对环境的影响, 而基于 LCA 方法的农产品水足迹评价研究目前还不太成熟, 有待于进一步完善<sup>[26,42,69-70]</sup>。农产品灰水足迹评价研究大多只考虑单一因子即氮(N)的淋失(淋溶率=10%)对环境水质的影响, 而忽略了农业生产中磷(P)、农药等污染物的影响作用; 但是基于 NEWS(global nutrient export from watersheds)模型对全球 1 000 条河流域灰水足迹的研究结果表明全球 2/3 的河流存在不同程度的 N 和 P 污染, 并且 54% 的河流污染是由于 P 超标, 而仅有 11% 的河流污染是由于 N 超标<sup>[71]</sup>, 因此, 未来灰水足迹核算如何在区域大尺度获得可靠的包括 N、P、农药等在内的污染物排放数据以及科学核算相应的水资源污染量, 还需进行深入研究。此外, 灰水足迹核算中水环境的最高容许浓度指标选择缺乏地方特征, 常采用 US-EPA [ $45\text{ mg}(\text{NO}_3\text{-N})\cdot\text{dm}^{-3}$ ], EPA 饮用水标准(TN,  $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )或 EU [ $50\text{ mg}(\text{NO}_3\text{-N})\cdot\text{dm}^{-3}$ ]的可允许限值, 国内科研人员也常采用我国《地下水质量标准》(GB/T 14848—93)和《地表水环境质量标准基本项目标准限值》(GB 3838—2002)中规定的相应水质标准。

尽管在近十几年来我国农业生产水足迹评价研究取得了许多重要成果, 但仍亟待加强。首先, 应重视流域水补偿和径流 2 个方面的农业水足迹核算, 特别是水资源严重匮乏、水生态环境脆弱及农业生

产水环境污染严重的区域。其次, 加强和拓展基于 LCA 方法的地方或区域主要农产品生产过程水足迹的评价研究, 以便于对不同产品、不同生产阶段以及不同产地产品进行比较分析; 进行不同地区各种农产品生产过程中的生产技术、节水措施、农药、不同类型肥料等投入信息库的建立和完善。另外, 强化农产品生产、贸易及消费等过程碳、氮和水足迹的综合研究, 以便全面客观地评价区域农业生产的水资源利用效率、可持续发展及其对环境的影响作用。

### 参考文献 References

- [1] Hoekstra A Y. Virtual water trade: Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade[R]. Value of Water Research Report Series No. 12. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE, 2003
- [2] 王艳阳, 王会肖, 蔡燕. 北京市水足迹计算与分析[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 954-960  
Wang Y Y, Wang H X, Cai Y. Calculation and analysis of water footprint in Beijing City[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(4): 954-960
- [3] Fader M, Gerten D, Thammmer M, et al. Internal and external green-blue agricultural water footprints of nations, and related water and land savings through trade[J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2011, 15(5): 1641-1660
- [4] Vanham D, Bidoglio G. A review on the indicator water footprint for the EU28[J]. Ecological Indicators, 2013, 26: 61-75
- [5] Perry C. Water footprints: Path to enlightenment, or false trail[J]. Agricultural Water Management, 2014, 134: 119-125
- [6] Lovarelli D, Bacenetti J, Fiala M. Water Footprint of crop productions: A review[J]. Science of the Total Environment, 2016, 548/549: 236-251
- [7] Chapagain A K, Hoekstra A Y. The global component of freshwater demand and supply: An assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products[J]. Water International, 2008, 33(1): 19-32
- [8] Chapagain A K, Hoekstra A Y. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives[J]. Ecological Economics, 2011, 70(4): 749-758
- [9] Mekonnen M M, Hoekstra A Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products[J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2011, 15(5): 1577-1600
- [10] Hoekstra A Y, Chapagain A K. The water footprints of Morocco and the Netherlands: Global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities[J]. Ecological Economics, 2007, 64(1): 143-151
- [11] Galli A, Wiedmann T, Ercin E, et al. Integrating ecological, carbon and water footprint into a "footprint family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet[J]. Ecological Indicators, 2012, 16: 100-112



- [12] 田园宏, 诸大建, 王欢明, 等. 中国主要粮食作物的水足迹: 1978—2010[J]. 中国人口·资源与环境, 2013, 23(6): 122–128  
Tian Y H, Zhu D J, Wang H M, et al. Water footprint calculation of China's main food crops: 1978–2010[J]. China Population, Resources and Environment, 2013, 23(6): 122–128
- [13] 王玉宝, 吴普特, 孙世坤, 等. 我国粮食虚拟水流动对水资源和区域经济的影响[J]. 农业机械学报, 2015, 46(10): 208–215  
Wang Y B, Wu P T, Sun S K, et al. Impact of virtual water flows of grain on water resources and regional economy in China[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2015, 46(10): 208–215
- [14] Dong H J, Geng Y, Fujita T, et al. Uncovering regional disparity of China's water footprint and inter-provincial virtual water flows[J]. Science of the Total Environment, 2014, 500/501: 120–130
- [15] Hess T M, Lennard A T, Daccache A. Comparing local and global water scarcity information in determining the water scarcity footprint of potato cultivation in Great Britain[J]. Journal of Cleaner Production, 2015, 87: 666–674
- [16] Cao X C, Wang Y B, Wu P T, et al. An evaluation of the water utilization and grain production of irrigated and rain-fed croplands in China[J]. Science of the Total Environment, 2015, 529: 10–20
- [17] Song G B, Li M J, Semakula H M, et al. Food consumption and waste and the embedded carbon, water and ecological footprints of households in China[J]. Science of the Total Environment, 2015, 529: 191–197
- [18] 蔡振华, 沈来新, 刘俊国, 等. 基于投入产出方法的甘肃省水足迹及虚拟水贸易研究[J]. 生态学报, 2012, 32(20): 6481–6488  
Cai Z H, Shen L X, Liu J G, et al. Applying input-output analysis method for calculation of water footprint and virtual water trade in Gansu Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(20): 6481–6488
- [19] 韩玉, 杨晓琳, 陈源泉, 等. 基于水足迹的河北省水资源安全评价[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(8): 1031–1038  
Han Y, Yang X L, Chen Y Q, et al. Assessment of water resources in Hebei Province based on water footprint[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(8): 1031–1038
- [20] 曹连海, 吴普特, 赵西宁, 等. 内蒙古河套灌区粮食生产灰水足迹评价[J]. 农业工程学报, 2014, 30(1): 63–72  
Cao L H, Wu P T, Zhao X N, et al. Evaluation of grey water footprint of grain production in Hetao Irrigation District, Inner Mongolia[J]. Transactions of the CSAE, 2014, 30(1): 63–72
- [21] 张丽琼, 赵雪雁, 郭芳, 等. 黑河中游不同生计方式农户的水足迹分析[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(3): 356–362  
Zhang L Q, Zhao X Y, Guo F, et al. Water footprint analysis of different livelihood strategies of farmers in the middle reaches of Heihe River[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, 22(3): 356–362
- [22] 史利洁, 吴普特, 王玉宝, 等. 基于作物生产水足迹的陕西省水资源压力评价[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(5): 650–658  
Shi L J, Wu P T, Wang Y B, et al. Assessment of water stress in Shaanxi Province based on crop water footprint[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2015, 23(5): 650–658
- [23] Chapagain A K, Hoekstra A Y. Water footprints of Nations, volume 1: Main report[R]. Value of Water Research Reports Series No. 16. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE, 2004
- [24] van Oel P R, Mekonnen M M, Hoekstra A Y. The external water footprint of the Netherlands: Geographically-explicit quantification and impact assessment[J]. Ecological Economics, 2009, 69(1): 82–92
- [25] Hoekstra A Y, Hung P Q. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade[R]. Value of Water Research Report Series No. 11. Delft, the Netherlands: UNESCO-IHE, 2002
- [26] Ridoutt B G, Pfister S. A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity[J]. Global Environmental Change, 2010, 20(1): 113–120
- [27] Hoekstra A Y, Chapagain A K, Aldaya M M, et al. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard[M]. London, UK: Earthscan, 2011
- [28] Allen R G, Pereira L S, Raes D, et al. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements[R]. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Rome: Food and Agriculture Organization, 1998
- [29] Lu Y, Zhang X Y, Chen S Y, et al. Changes in water use efficiency and water footprint in grain production over the past 35 years: A case study in the North China Plain[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 116: 71–79
- [30] 邹君, 胡娟, 杨玉蓉, 等. 中国区域粮食生产与消费中的虚拟水平衡研究[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(8): 908–913  
Zou J, Hu J, Yang Y R, et al. Virtual water equilibrium of foodstuff production and consumption in China[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19(8): 908–913
- [31] Chapagain A K, Hoekstra A Y, Savenije H H G, et al. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries[J]. Ecological Economics, 2006, 60(1): 186–203
- [32] Gerbens-Leenes P W, Mekonnen M M, Hoekstra A Y. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems[J]. Water Resources and Industry, 2013, 1/2: 25–36
- [33] Mekonnen M M, Hoekstra A Y. A global assessment of the water footprint of farm animal products[J]. Ecosystems, 2012, 15(3): 401–415
- [34] Oki T, Sato M, Kawamura A, et al. Virtual water trade to Japan and in the world[R]. Value of Water Research Report Series No. 12. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE, 2003:



- 211–235
- [35] Palhares J C P, Pezzopane J R M. Water footprint accounting and scarcity indicators of conventional and organic dairy production systems[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 93: 299–307
- [36] Pahlow M, van Oel P R, Mekonnen M M, et al. Increasing pressure on freshwater resources due to terrestrial feed ingredients for aquaculture production[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 536: 847–857
- [37] de Miguel Á, Hoekstra A Y, García-Calvo E. Sustainability of the water footprint of the Spanish pork industry[J]. *Ecological Indicators*, 2015, 57: 465–474
- [38] Chapagain A K. Globalisation of Water: Opportunities and Threats of Virtual Water Trade[M]. Leiden: Taylor & Francis Group PLC, 2006
- [39] Mekonnen M M, Hoekstra A Y. A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2010, 14(7): 1259–1276
- [40] Chapagain A K, Hoekstra A Y. The green, blue and grey water footprint of rice from both a production and consumption perspective[R]. Value of Water Research Report Series No. 40. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE, 2010
- [41] Mekonnen M M. Spatially and temporally explicit water footprint accounting[D]. Twente: University of Twente, 2011
- [42] Suttayakul P, H-Kittikun A, Suksaroj C, et al. Water footprints of products of oil palm plantations and palm oil mills in Thailand[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 542: 521–529
- [43] Bulsink F, Hoekstra A Y, Booij M J. The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2010, 14(1): 119–128
- [44] Chapagain A K, Hoekstra A Y. The water needed to have the Dutch drink coffee[R]. Value of Water Research Report Series No. 14. Delft, the Netherlands: UNESCO-IHE, 2003
- [45] Chapagain A K, Hoekstra A Y. The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands[J]. *Ecological Economics*, 2007, 64(1): 109–118
- [46] Chouchane H, Hoekstra A Y, Krol M S, et al. The water footprint of Tunisia from an economic perspective[J]. *Ecological Indicators*, 2015, 52: 311–319
- [47] Rodriguez C I, Ruiz de Galarreta V A, Kruse E E. Analysis of water footprint of potato production in the pampean region of Argentina[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 90: 91–96
- [48] Huang J, Zhang H L, Tong W J, et al. The impact of local crops consumption on the water resources in Beijing[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2012, 21(1): 45–50
- [49] Chapagain A K, Orr S. An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: A case of Spanish tomatoes[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(2): 1219–1228
- [50] 盖力强, 谢高地, 李士美, 等. 华北平原小麦、玉米作物生产水足迹的研究[J]. *资源科学*, 2010, 32(11): 2066–2071
- Gai L Q, Xie G D, Li S M, et al. A study on production water footprint of winter-wheat and maize in the North China Plain[J]. *Resources Science*, 2010, 32(11): 2066–2071
- [51] 孙世坤, 刘文艳, 刘静, 等. 河套灌区春小麦生产水足迹影响因子敏感性及其贡献率分析[J]. *中国农业科学*, 2016, 49(14): 2751–2762
- Sun S K, Liu W Y, Liu J, et al. Sensitivity and contribution rate analysis of the influencing factors of spring wheat water footprint in Hetao irrigation district[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2016, 49(14): 2751–2762
- [52] Dong H J, Geng Y, Sarkis J, et al. Regional water footprint evaluation in China: A case of Liaoning[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 442: 215–224
- [53] 韩琴, 孙才志, 邹玮. 1998—2012年中国省际灰水足迹效率测度与驱动模式分析[J]. *资源科学*, 2016, 38(6): 1179–1191
- Han Q, Sun C Z, Zou W. Grey water footprint efficiency measure and its driving pattern analysis on provincial scale in China from 1998 to 2012[J]. *Resources Science*, 2016, 38(6): 1179–1191
- [54] Wang Y B, Wu P T, Engel B A, et al. Application of water footprint combined with a unified virtual crop pattern to evaluate crop water productivity in grain production in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 497/498: 1–9
- [55] Yoo S H, Choi J Y, Lee S H, et al. Estimating water footprint of paddy rice in Korea[J]. *Paddy and Water Environment*, 2014, 12(1): 43–54
- [56] Sun S K, Wu P T, Wang Y B, et al. The impacts of interannual climate variability and agricultural inputs on water footprint of crop production in an irrigation district of China[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 444: 498–507
- [57] Xu Y J, Huang K, Yu Y J, et al. Changes in water footprint of crop production in Beijing from 1978 to 2012: A logarithmic mean Divisia index decomposition analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 87: 180–187
- [58] Liu J, Sun S K, Wu P T, et al. Evaluation of crop production, trade, and consumption from the perspective of water resources: A case study of the Hetao irrigation district, China, for 1960–2010[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 505: 1174–1181
- [59] Deng G Y, Ma Y, Li X. Regional water footprint evaluation and trend analysis of China-based on interregional input-output model[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112: 4674–4682
- [60] 雷玉桃, 魏昌平, 邹雨洋, 等. 我国粮食的虚拟水贸易探究[J]. *生态经济*, 2010, (8): 133–136
- Lei Y T, Wei C P, Zou Y Y, et al. Study on trade of virtual water about China's grain[J]. *Ecological Economy*, 2010, (8): 133–136
- [61] Zhang Z Y, Yang H, Shi M J. Analyses of water footprint of Beijing in an interregional input-output framework[J]. *Ecological Economics*, 2011, 70(12): 2494–2502
- [62] 曾昭, 刘俊国. 北京市灰水足迹评价[J]. *自然资源学报*, 2013, 28(7): 1169–1178
- Zeng Z, Liu J G. Historical trend of grey water footprint of Beijing, China[J]. *Journal of Natural Resources*, 2013, 28(7): 1169–1178

- [63] Munro S A, Fraser G C G, Snowball J D, et al. Water footprint assessment of citrus production in South Africa: A case study of the lower Sundays River Valley[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 135: 668–678
- [64] Mordini M, Nemecek T, Gaillard G. Carbon & water footprint of oranges and strawberries: A literature review[R]. Switzerland: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, 2009
- [65] Morillo J G, Diaz J A R, Camacho E, et al. Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 87: 594–602
- [66] Ridoutt B G, Juliano P, Sanguansri P, et al. The water footprint of food waste: Case study of fresh mango in Australia[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2010, 18(16/17): 1714–1721
- [67] Mekonnen M M, Hoekstra A Y. Water footprint benchmarks for crop production: A first global assessment[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 46: 214–223
- [68] Hoekstra A Y, Chapagain A K. *Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources*[M]. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 2008
- [69] 胡婷婷, 黄凯, 金竹静, 等. 滇池流域主要农业产品水足迹空间格局及其环境影响测度[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(11): 3719–3729
- Hu T T, Huang K, Jin Z J, et al. Spatial pattern of the agricultural water footprint and its environmental impact in Lake Dianchi Basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(11): 3719–3729
- [70] 杨雅雪, 赵旭, 杨井. 新疆虚拟水和水足迹的核算及其影响分析[J]. *中国人口·资源与环境*, 2015, 25(5S): 228–232
- Yang Y X, Zhao X, Yang J. Accounting and impact of virtual water and water footprint in Xinjiang[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2015, 25(5S): 228–232
- [71] Liu C, Kroeze C, Hoekstra A Y, et al. Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 18: 42–49